第 38 卷第 3 期 生 态 学 报 Vol.38,No.3
2018 年 2 月 ACTA ECOLOGICA SINICA Feb.,2018

DOI: 10.5846/stxb201611302449
麦麦提吐尔逊·艾则孜,阿吉古丽·马木提,艾尼瓦尔·买买提.新疆焉耆盆地辣椒地土壤重金属污染及生态风险预警.生态学报,2018,38(3):1075-1086.
Mamattursun EZIZ, Ajigul MAMUT, Anwar MOHAMMAD. Soil heavy metal pollution and ecological risk warning assessment of pepper field in Yanqi Basin, Xinjiang. Acta Ecologica Sinica,2018,38(3):1075-1086.

新疆焉耆盆地辣椒地土壤重金属污染及生态风险预警

麦麦提吐尔逊·艾则孜[1,*],阿吉古丽·马木提[1],艾尼瓦尔·买买提[2]
1 新疆师范大学地理科学与旅游学院,乌鲁木齐 830054
2 新疆大学化学与化工学院,乌鲁木齐 830046

摘要:从新疆加工辣椒主产地(焉耆盆地)采集 105 个辣椒地典型土壤样品,测定其中 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb 和 Zn 等 8 种重金属元素的含量。采用污染负荷指数(Pollution load index, PLI)、潜在生态风险指数(Potential ecological risk index, *RI*)和生态风险预警指数(Ecological risk warning index, I_{ER})对辣椒地土壤重金属污染及生态风险进行评价。结果表明:(1)焉耆盆地辣椒地土壤 Cd、Cr、Ni、Pb 和 Zn 含量的平均值分别超出新疆灌耕土背景值的 1.65、1.40、1.32、3.21、6.42 倍。辣椒地土壤 Pb 和 Zn 呈现重度污染,Cd、Cr 和 Ni 轻度污染,As、Mn 和 Cu 无污染。(2)土壤 PLI 平均值为 1.40,呈现轻度污染。各重金属元素单项生态风险指数从大到小依次为:Cd、Ni、As、Cu、Pb、Cr、Zn。土壤 *RI* 平均值为 18.40,属于轻微生态风险态势,I_{ER} 平均值为-4.78,属于无警态势;博湖县辣椒地污染水平、潜在生态风险程度与生态风险预警等级最高,焉耆县污染水平、潜在生态风险程度与生态风险预警等级最低。(3)辣椒地土壤 As、Cd、Pb 与 Zn 主要受到人类活动的影响,Cr、Cu、Mn 和 Ni 主要受到土壤地球化学作用的控制。Cd 是焉耆盆地辣椒地生态风险等级最高的重金属元素,研究区农业生产过程中要防范 Cd 的污染风险。

关键词:辣椒地;土壤重金属;污染;生态风险;焉耆盆地

Soil heavy metal pollution and ecological risk warning assessment of pepper field in Yanqi Basin, Xinjiang

Mamattursun EZIZ[1,*], Ajigul MAMUT[1], Anwar MOHAMMAD[2]
1 *College of Geographical Science and Tourism, Xinjiang Normal University, Urumqi* 830054, *China*
2 *College of Chemistry and Chemical Engineering, Xinjiang University, Urumqi* 830046, *China*

Abstract: Heavy metals have long been recognized as pollutants that are potentially harmful to human health. In recent decades, research on heavy metals in soil environments has become a hotspot in environmental research. Under normal conditions, heavy metal concentrations in soils are several orders of magnitude higher than that in the background value of soils. Thus, the concentrations and potential ecological risks of heavy metals in farmland soils are important reference indicators for evaluating farmland soil environmental quality. Human activities are known to result in heavy metal pollution of farmland soils. Recent research in this field in China has focused on the sources, distribution, pollution, and ecological risk of heavy metals in farmland soils in the eastern or central parts. However, there has been limited research on soil contamination of farmland, particularly pepper fields, in the arid regions of northwest China. Therefore, we collected a total of 105 soil samples from pepper field in the main pepper production area (Yanqi Basin) in Xinjiang, China, and determined the content of eight heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, and Zn) by standard methods. The heavy metal pollution of pepper field soils was analyzed based on pollution load index (PLI), potential ecological risk index

基金项目:国家自然科学基金项目(41561073);新疆杰出青年科技人才培养项目(qn2015jq003)
收稿日期:2016-11-30; **修订日期**:2017-05-02
*通讯作者 Corresponding author.E-mail: oasiseco@126.com

(RI), and ecological risk warning index (I_{ER}). The results indicated that the average content of Cd, Cr, Ni, Pb, and Zn exceeded 1.65, 1.40, 1.32, 3.21, and 6.42 times, respectively, that of the background values for irrigation soil in Xinjiang. High levels of Pb, and Zn pollution, low levels of Cd, Cr and Ni pollution, and no As, Mn, or Cu pollution were detected in pepper field soils. The average value of PLI was 1.40, which showed a light pollution level; the average RI for each heavy metal in decreasing order was as follows: Cd, Ni, As, Cu, Pb, Cr, and Zn. The average value of RI of soil was 18.40, which indicated light ecological risk. The average value of I_{ER} of soil was −4.78, which indicated a no warning situation. The pollution level, potential ecological risk, and ecological risk warming of Bahrash county were the highest, whereas those of Hejing county were the lowest in Yanqi Basin. As, Cd, Pb, and Zn pollution in pepper field soil were mainly affected by the human activities, and Cr, Cu, Mn, and Ni pollution were mainly affected by the geochemical background of soils. Cd was the main pollutant of farmland soil with strong influence on the PLI, RI, and I_{ER}. The pollution risk of Cd should be a major concern during the process of agricultural production in Yanqi Basin.

Key Words: pepper field; soil heavy metal; pollution; ecological risk; Yanqi Basin

耕地土壤环境质量直接影响农产品质量安全[1]。耕地土壤环境安全不仅是耕地资源可持续开发与土地保护的关键,更是国家粮食安全的基础[2]。随着人类对土地资源开发利用程度的加剧,土壤环境安全问题正日趋严峻,其中重金属污染是影响土地环境的主要因素之一[3]。重金属由于具有潜伏性强、迁移速率慢、污染后果严重、生态环境效应复杂等特点,不仅通过积累影响土壤环境质量,阻碍植物生长,而且还通过食物链进入人体,威胁人类的健康[4-6],从而成为科学界关注的热点问题。

新疆干旱区绿洲作为一种具有明显小气候效应的异质生态景观,是干旱区资源、经济与人口综合作用的载体,以 5%左右的面积比重承载着 95%以上的人口[7]。近年来,随着新疆绿洲经济的快速发展,国家政策调整以及东部地区产业转移,新疆绿洲未经人类活动扰动的土壤越来越少,土壤环境受到了不同程度的重金属污染威胁[8]。虽然国内学者对新疆绿洲耕地土壤重金属污染及生态风险方面已开展了研究评估[9-11],但相对很少,较全面、系统的研究仍然缺乏。焉耆盆地是新疆最大的加工辣椒生产基地,加工辣椒种植面积约 1.8 万 hm^2,辣椒加工产业已成为当地农民增收的重点产业之一。盆地独特的自然条件使得辣椒成熟上市早、品质和产量优于我国内地其他省区,在国内外市场具有很高的知名度和市场竞争力[12]。随着焉耆盆地经济的快速发展,人类活动扰动对土壤环境的干扰越来越加剧,盆地土壤环境受到了不同程度的重金属污染威胁[13]。但对焉耆盆地辣椒地土壤中重金属污染及生态风险方面仍未见报道。

本文以焉耆盆地灌区辣椒地土壤重金属污染及生态风险为研究对象,通过采集代表性土壤样品,测定其中砷(As)、镉(Cd)、铬(Cr)、铜(Cu)、锰(Mn)、镍(Ni)、铅(Pb)和锌(Zn)等 8 种重金属元素的含量,采用污染负荷指数法和潜在生态风险指数法,对辣椒地土壤重金属污染及潜在生态风险进行评估,采用生态风险预警指数,分析生态风险预警态势,以期为焉耆盆地耕地土壤环境安全提供科学依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

新疆焉耆盆地(85°55′—87°30′E,41°50′—42°20′N)位于北天山主脉的依连哈比尔尕山及其支脉科克铁克山、霍拉山中间的蒙尔宾山和南部的库鲁克塔格山组成的复杂地貌形态的中生代断陷盆地,盆地灌区总面积约 278000hm^2,在行政区划上属于新疆维吾尔自治区和硕、和静、焉耆和博湖县(图 1),是新疆绿洲经济发展的核心示范区之一。研究区气候属于暖温带大陆性干旱荒漠气候,海拔 1050—1800m,多年平均降水量约 68.1mm,多年平均蒸发量约 2400mm,多年平均气温约 8.63℃。盆地腹地是我国最大的内陆淡水湖—博斯腾湖,因受博斯腾湖水域的调节,冷热变化不十分剧烈,日照时间长,热量较丰富,≥10℃积温约 3700℃,农作物生长期为 4—9 月。焉耆盆地土壤类型主要为潮土、灌耕草甸土、灌耕棕漠土、灌耕沼泽土、灌漠土、灌耕石质

土、灌耕风沙土、盐土等土壤类型。自然植被以芦苇(*Phragmites communis*)、红柳(*Tamarix ramosissima*)、骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)、香蒲(*Typha orientalis*)和麻黄(*Ephedrap rzewalskii* Stapf)等为主。农作物主要以辣椒、番茄、小麦、棉花和玉米等为主,是我国加工辣椒和加工番茄的重要产地[7]。

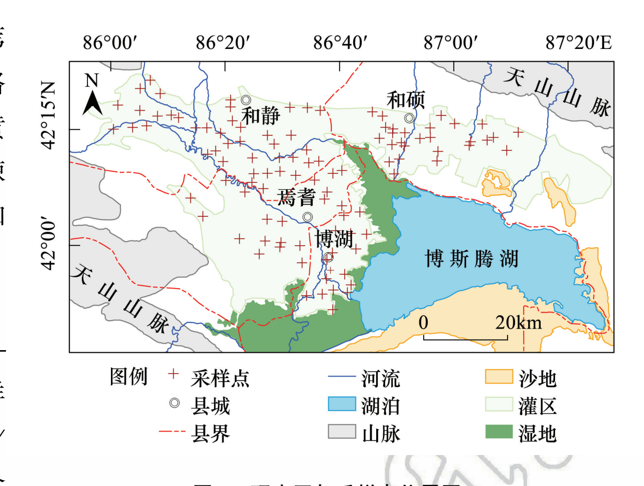


图 1　研究区与采样点位置图

Fig.1　Location of study area and sampling sites

1.2　土壤样品采集与测定

2016 年 8 月在焉耆盆地进行辣椒地表层(0—20cm)土壤样品采样,总采集 105 个代表性样品。采样过程中,参照《农田土壤环境质量监测技术规范》(NY/T 395—2000)[14],采用 10m×10m 内"梅花形"布设 5 个子样点,每个子样点采集表层土壤 200g 左右,将其充分混合后装入洁净自封塑料袋内。土样室温下风干,用塑料棒碾碎,剔除沙砾及植物残体等杂,充分混合后从中多点(约 40 点)取样约 20g,用玛瑙研钵进一步研磨,通过 100 目尼龙筛混匀后备用。测定土壤样品 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb 与 Zn 含量。土壤重金属含量测定参考《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166—2004)[15],采用 HNO_3—HCl—HF—$HClO_4$ 法电热板加热消解并处理后,Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb 和 Zn 的含量用美国进口的火焰原子吸收光谱仪(Agilent 200AA)测定,As 含量用 PERSEE 原子荧光光度机(PF-7)测定。每批土样做 3 次空白样和平行样,取平均值作为样品的最终含量。测试过程中加入国家标准土壤参比物质(GSS-12)进行质量控制,各重金属的回收率均在国家标准参比物质的允许范围内。土壤 pH 值用瑞士进口的 Mettler Toledo pH 计测定。土壤重金属含量委托新疆大学理化测试中心测定。

1.3　污染评价方法

以新疆灌耕土重金属背景值[16]为评价依据,采用单因子污染指数(contamination factor, *CF*)和 Tomlinson 提出的污染负荷指数(PLI)[17]对研究区辣椒地土壤重金属进行污染评价。以国家《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)中的 II 级标准(pH>7.5)[18]为评价依据,采用 Håkanson 提出的潜在生态风险指数(*RI*)评价辣椒地土壤重金属污染的潜在生态风险[19-20],并采用 Rapant 等[21]提出的生态风险预警指数(I_{ER})对辣椒地土壤生态风险进行预警评估,为研究区农田土壤重金属污染生态风险可能出现的衰竭或危机而建立了报警。*CF*、PLI、*RI* 以及 I_{ER} 的计算方法见表 1。

表 1　重金属污染负荷指数、生态风险指数与生态风险预警指数评价方法

Table 1　The assessment of pollution load index, potential ecological risk index and ecological risk warning index for heavy metals

指标 Index	表达式 Expression	参数特征 Parameters
单因子污染指数 Contamination factor	$CF_i = c_i / c_n$	CF_i 为重金属 i 的污染指数;c_i 为重金属 i 的测试浓度(mg/kg);c_n 为重金属 i 的临界限量(mg/kg)
污染负荷指数 Pollution load index	$\mathrm{PLI} = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \cdots CF_n}$	PLI 为污染负荷指数;n 为参加评选的重金属元素个数
潜在生态风险指数 Potential ecological risk index	$RI_j = \sum_{i=1}^{n} E_j^i = \sum_{i=1}^{n} T^i C_j^i = \sum_{i=1}^{n} T_i c_j^i / c_r^i$	RI_j 为 j 样点多种重金属综合潜在生态风险指数;E_j^i 为 j 样点重金属 i 的单项潜在生态风险指数;C_j^i 为 j 样点重金属 i 的污染指数;c_j^i 为 j 样点土壤重金属 i 的实测浓度(mg/kg);c_r^i 为重金属 i 的参比值;T^i 为重金属 i 的毒性系数
生态风险预警指数 Ecological risk warning index	$I_{ER} = \sum_{i=1}^{n} I_{ERi} = \sum_{i=1}^{n} (c_i / c_n - 1)$	I_{ER} 为生态风险预警指数;I_{ERi} 为超过临界限量的第 i 种重金属生态风险指数

CF 的污染分级标准为：$CF \leqslant 1$ 属于无污染，$1<CF \leqslant 2$ 属于轻度污染，$2<CF \leqslant 3$ 属于中度污染，$CF>3$ 属于重度污染。PLI 的污染分级标准为：PLI≤1 属于无污染，1<PLI≤2 属于轻度污染，2<PLI≤3 属于中度污染，PLI>3 属于重度污染。E_j^i 的生态风险程度分级标准为：$E \leqslant 40$ 属于轻微风险，$40<E \leqslant 80$ 属于中等风险，$80<E \leqslant 160$ 属于较强风险，$160<E \leqslant 320$ 属于很强风险，$E>320$ 属于极强风险；RI_j 的生态风险程度分级标准为：$RI \leqslant 150$ 属于轻微风险，$150<RI \leqslant 300$ 属于中等风险，$300<RI \leqslant 600$ 属于较强风险，$600<RI \leqslant 1200$ 属于很强风险，$RI>1200$ 属于极强风险。I_{ER} 的生态风险预警等级分级标准为：$I_{ER} \leqslant 0$ 属于无警，$0<I_{ER} \leqslant 1$ 属于预警，$1<I_{ER} \leqslant 3$ 属于轻警，$3<I_{ER} \leqslant 5$ 属于中警，$I_{ER}>5$ 属于重警[17-21]。

1.4 数据处理与分析

本研究的土壤重金属含量描述性统计、相关分析与主成分分析等统计采用 SPSS 19.0 分析；相关图件制作在 ArcGIS 10.3 中完成。

2 结果与分析

2.1 辣椒地土壤重金属含量统计特征

由描述性统计分析结果可知（表 2），焉耆盆地辣椒地土壤中重金属 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb 与 Zn 含量分别介于 0.97—53.95g、0.05—0.69g、35.38—95.04g、19.94—73.12g、375.55—789.68g、19.94—55.97g、13.15—96.36、45.25—848.96mg/kg，平均含量分别为 6.28、0.20、55.41、31.19、503.91、34.95、43.33、107.82mg/kg。Mn 没有可比的国家标准值外，As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量平均值均未超出国家土壤环境质量Ⅱ级标准的限值。辣椒地土壤 As、Cu 和 Mn 含量的平均值未超出新疆灌耕土背景值，Cd、Cr、Ni、Pb 和 Zn 含量的平均值分别超出新疆灌耕土背景值的 1.67、1.40、1.32、3.21 倍和 6.42 倍。辣椒地 As 和 Mn 含量的平均值未超出新疆土壤重金属背景值[8]，Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量的平均值分别超出新疆土壤背景值的 1.67、1.12、1.17、1.31、2.23、1.57 倍。土壤 pH 值变化范围介于 7.93—9.46 之间，平均值为 8.52，超出新疆土壤背景值，呈现碱性。焉耆盆地辣椒地 As、Cd 和 Zn 的超标率分别为 0.95%、0.95% 和 4.76%，Cr、Cu、Ni 和 Pb 均未超标，说明焉耆盆地辣椒地土壤中重金属 As、Cd 和 Zn 有不同程度的积累，As、Cd 和 Zn 污染可能比较显著和普遍。土壤 Cr、Cu、Mn、Ni 与 Pb 含量均未超标，污染较低。

表 2 焉耆盆地辣椒地土壤重金属含量统计

Table 2 Statistic of soil heavy metal concentrations of pepper field in Yanqi Basin

重金属 Heavy metal	As/(mg/kg)	Cd/(mg/kg)	Cr/(mg/kg)	Cu/(mg/kg)	Mn/(mg/kg)	Ni/(mg/kg)	Pb/(mg/kg)	Zn/(mg/kg)	pH
最小值 Minimum	0.97	0.05	35.38	19.94	375.55	19.94	13.15	45.25	7.93
最大值 Maximum	53.95	0.69	95.04	73.12	789.68	55.97	96.36	848.96	9.46
平均值 Mean	6.28	0.20	55.41	31.19	503.91	34.95	43.33	107.82	8.52
标准误差 Standard deviation	5.98	0.08	11.12	6.62	63.44	6.51	24.24	118.6	0.29
变异系数 Coefficient of variance	0.95	0.40	0.2	0.21	0.13	0.19	0.56	1.1	0.03
偏度系数 Skewness	5.26	2.06	1.38	2.63	1.71	0.51	0.29	4.95	-0.16
峰度系数 Kurtosis	38.99	11.48	2.09	14.51	5.95	0.99	-0.74	27.12	2.73
新疆灌耕土重金属背景值 Background value for irrigation soils in Xinjiang	9.09	0.12	39.6	35.8	688	26.4	13.5	16.8	—
新疆土壤重金属背景值 Background value for soils in Xinjiang	11.2	0.12	49.3	26.7	688	26.6	19.4	68.8	8.1
国家土壤环境质量Ⅱ级标准(pH>7.5) National soil environmental quality standard (Grade II) (pH>7.5)	25	0.6	250	100	—	60	350	300	—
超标率 Over-limit ratio/%	0.95	0.95	0	0	—	0	0	4.76	—

变异系数能反映各样点重金属含量的平均变异程度,若变异系数大于0.5,说明重金属含量空间分布不均匀,存在点源污染可能,有外源物质进入所致[22]。研究区土壤中重金属As、Pb和Zn的变异系数分别为0.95、0.58和1.10,变异比较明显,表明As、Pb和Zn受某些局部污染源的影响。Cd的变异系数为0.40,呈现中等变异,表明人为因素对重金属积累影响较大。Cr、Cu、Mn和Ni的变异系数均小于0.25,呈现弱变异,说明其含量受外界的影响较小。土壤pH值变异系数为0.04,空间分布较均匀。偏度系数(Skewness)是描述数据分布形态的统计量,其描述的是总体取值分布的对称性,偏度的绝对值越大表示其分布形态的偏斜程度越大。峰度系数(Kurtosis)是描述总体中所有取值分布形态陡缓程度的统计量,峰度的绝对值越大表示其分布形态的陡缓程度与正态分布的差异程度越大。研究区重金属元素As、Cd、Cu和Zn的偏度系数(分别为5.26、2.06、2.63和4.95)和峰度系数(分别为38.99、11.48、14.51和27.12)较大,表明部分土壤样本存在As、Cd、Cu和Zn高含量区,处于高积累状况。

2.2　辣椒地土壤重金属来源

相关分析法和因子分析法可以用来解析土壤中重金属的来源[23]。对焉耆盆地辣椒地土壤重金属含量进行Person相关分析发现,多数重金属元素间存在相关性(表3)。其中,Cd与Zn,Cr与Mn、Ni、Pb,Cu与Mn、Ni,Mn与Ni以及Ni与Pb之间的相关性达到极显著水平($P<0.01$),存在很强的相关关系。As与Pb、Zn,Cd与Mn之间的相关性达显著水平($P<0.05$),存在较强的相关性。由此可以初步推断,研究区辣椒地土壤As、Pb和Zn的来源可能相同,而Cr、Mn、Ni和Cu的来源途径相似性也较大;Cd的来源可能与Mn、Zn相似,呈现相互伴随的复合污染现象。

表3　研究区土壤重金属元素之间相关系数

Table 3　Correlations matrix for the heavy metals in soils from study area

项目 Item	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb
Cd	0.05						
Cr	−0.10	−0.10					
Cu	−0.11	0.12	0.16				
Mn	−0.01	0.19*	0.35**	0.34**			
Ni	0.15	0.11	0.29**	0.34**	0.416**		
Pb	0.23*	0.01	−0.18	0.14	0.14	0.17	
Zn	−0.21*	0.42**	0.03	0.09	0.13	−0.01	0.01

*相关性在0.05水平上显著(2-tailed);**相关性在0.01水平上显著(2-tailed)

为了进一步了解土壤中重金属的来源,进行主成分分析。主成分分析结果表明(表4),前4个主成分的特征值大于1,累计解释了总方差的86.24%,符合分析要求,对所有指标基本给出充分的概括。第一主成分(PC_1)的方差贡献率为32.78%, Cu、Mn与Ni在PC_1上具有较大载荷,均大于0.75。PC_2上重金属As和Pb具有较高的载荷,分别为0.79与0.78。PC_3上重金属Cd和Zn具有较高的载荷,分别为0.76和0.78。PC_4上重金属Cr具有较高的载荷,为0.77。

表4　土壤重金属元素因子载荷

Table 4　Factor matrix of heavy metal elements of soil

主成分 Principal component	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	方差贡献率 Variance contribution rate/%	累计方差贡献 Accumulative variance contribution rate/%
PC_1	−0.01	0.38	0.43	0.76	0.81	0.78	0.24	0.31	32.78	32.78
PC_2	0.79	0.18	−0.31	−0.01	−0.06	0.19	0.78	−0.03	23.63	56.41
PC_3	−0.18	0.76	−0.21	−0.08	−0.08	−0.20	−0.16	0.78	17.32	73.73
PC_4	0.17	0.21	0.77	−0.35	0.12	0.13	−0.25	0.02	12.51	86.24

2.3 辣椒地土壤重金属污染评价

以新疆灌耕土重金属背景值作参比值,计算得到焉耆盆地辣椒地土壤重金属在各样点的单项污染指数(*CF*)及污染负荷指数法(PLI),并根据分级标准进行了污染评价。评价结果表明,焉耆盆地辣椒地土壤 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb 和 Zn 单项污染指数平均值从大到小依次为: Zn(6.42)、Pb(3.22)、Cd(1.65)、Cr(1.40)、Ni(1.32)、Cu(0.87)、Mn(0.73)、As(0.69)。Pb 和 Zn 属于重度污染,Cd、Cr 和 Ni 轻度污染,As、Mn 和 Cu 无污染。从各重金属元素不同污染级别土壤样本数占样本总数的比例来看,绝大部分样点 As、Cu 和 Mn 的 *CF* 属于无污染,无污染样点数分别占样点总数的 84.76%、85.71% 和 98.10%。绝大部分样点 Cd、Cr 和 Ni 的 *CF* 属于轻度污染,轻度污染样点数分别占样点总数的 66.67%、93.33% 和 90.48%。大部分样点 Pb 和 Zn 的 *CF* 属于重度污染,重度污染样点数分别占样点总数的 48.57% 和 97.14%(表 5)。

表 5 不同污染级别样点数占样点总数的百分数

Table 5 Percentages of sites at different pollution levels in the total sample sites

污染级别 Pollution level	单因子污染指数 Contamination factor								污染负荷指数 PLI Pollution load index PLI
	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	
无污染 No pollution	84.76	15.24	0.95	85.71	98.10	7.62	11.43	0	6.67
轻度污染 Light pollution	13.34	66.67	93.33	13.33	1.90	90.48	15.24	0	92.38
中度污染 Moderate pollution	0.95	16.19	5.71	0.95	0	1.90	24.76	2.86	0.95
重度污染 High pollution	0.95	1.90	0	0	0	0	48.57	97.14	0

基于 GIS 技术,绘制焉耆盆地辣椒地土壤重金属单项污染指数(*CF*)和污染负荷指数(PLI)空间分布图(图 2 与图 3)。由图 2 可知,辣椒地 8 种重金属元素单项污染指数空间分布格局各不相同。Zn 是研究区污染程度最高的元素,大部分区域以重度污染为主;Pb 是研究区土壤污染程度第二高的元素,除焉耆县东北部与和硕县西南部有污染低值区外,其他区域污染较严重。Cd 是土壤污染程度第三高的元素,大部分区域以轻度污染为主;Cr 在研究区内大部分区域表现为轻度污染态势,在和静县县城东部与焉耆县县城西南部存在中度污染区。Ni 在研究区内大部分区域表现为轻度污染态势。Cu 和 Mn 在研究区内大部分区域表现为无污染态势。As 在博湖县南部与和静县西部出现污染高值区以外,大部分区域基本表现为无污染,基本属于清洁水平。此外,Cr、Cu、Mn 和 Ni 在和静县县城东部几个样点的污染程度相对较高。

研究区土壤重金属污染负荷指数(PLI)变化范围介于0.88—2.34 之间,平均值为 1.40,呈现轻度污染,PLI 最大值呈现中度污染水平。属于无污染、轻度和中度污染的样点数分别占样点总数的 6.67%、92.38% 和 0.95%。从 PLI 空间分布格局来看(图 3),和硕县与博湖县的样点全部表现为轻度污染。和静县和焉耆县无污染、轻度和中度污染样点都出现,污染态势较复杂。

从各县辣椒地土壤重金属污染 PLI 来看,焉耆县、博湖县、和静县与和硕县 PLI 平均值分别为 1.17、1.63、1.39 和 1.44,都呈现轻度污染态势。焉耆县属于无污染与轻度污染的样点数分别占样点总数的 30.0% 和 70.0%;博湖县所有样点属于轻度污染;和静县属于无污染、轻度与中度污染的样点数分别占样点总数的 2.44% 和 95.12% 与 2.44%;和硕县所有样点属于轻度污染态势(表 6)。可以看出,博湖县辣椒地土壤重金属污染程度最高,焉耆县最低。

表 6 不同区域不同 PLI 级别样点数占样点总数的百分数/%

Table 6 Percentages of sites at different risk levels in the total sample sites/%

区域 Area	污染负荷指数 Pollution load index			
	无污染 No pollution	轻度污染 Light pollution	中度污染 Moderate pollution	重度污染 High pollution
焉耆县	30	70.0	0	0
博湖县	0	100	0	0
和静县	2.44	95.12	2.44	0
和硕县	0	100	0	0

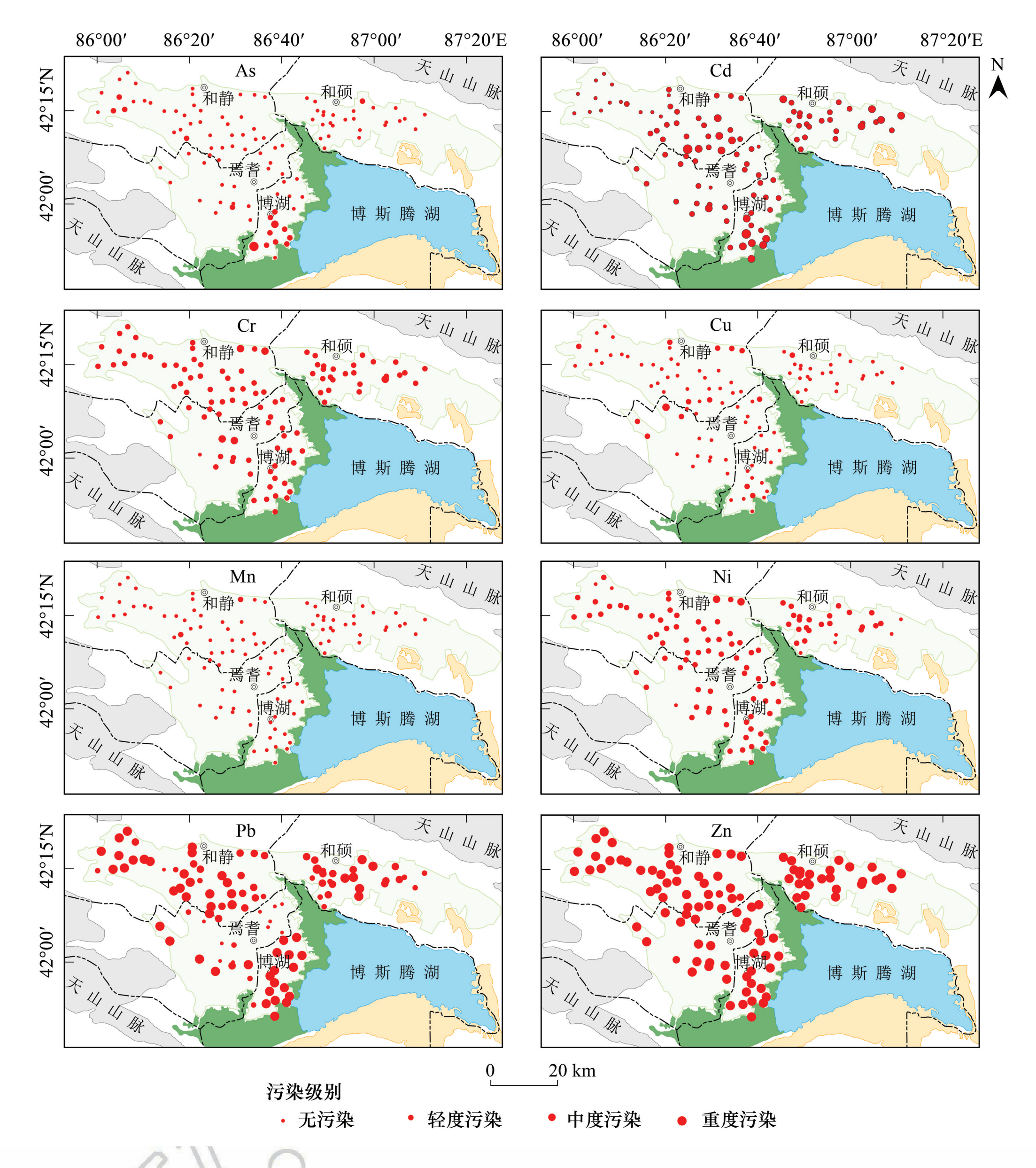


图 2　焉耆盆地辣椒地土壤重金属的 *CF* 空间分布

Fig.2　Spatial distribution of *CF* value of soil heavy metal of pepper field in Yanqi Basin

2.4　耕地土壤重金属污染的生态风险评价

以国家土壤环境质量 II 级标准作参比值,采用 Håkanson 潜在生态风险指数法,计算得到焉耆盆地辣椒地土壤重金属在各样点的单项潜在生态风险指数(*E*)及综合潜在生态风险指数(*RI*),并根据潜在生态风险分级标准进行了生态风险评价。重金属元素 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb 和 Zn 的毒性系数分别取 10、30、2、5、1、5、5 和 1[19]。结果表明,焉耆盆地辣椒地土壤重金属单项潜在生态风险指数的平均值从大到小依次为:Cd(9.91)>Ni(2.91)>As(2.51)>Cu(1.56)>Pb(0.67)>Cr(0.44)>Zn(0.38)。所有样本 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的单项潜在生态风险指数均小于 40,处于轻微生态风险水平。研究区综合潜在生态风险指数变化范围介于8.74—45.36 之间,平均值为 18.40,按照 Håkanson 的评价标准,焉耆盆地辣椒地所有土壤样本均属于轻微生态风险水平(表 7)。

从焉耆盆地辣椒地各样点土壤重金属污染的综合潜在生态风险指数(*RI*)的空间分布格局来看(图 4),*RI* 空间分布呈现较明显的地带性分布规律。其中,博湖县南部、和硕县和和静县东南部区域生态风险指数较大;

和静县西部靠近绿洲-荒漠交错带的区域生态风险指数较小。研究区内没有出现中等及以上生态风险区。

从焉耆盆地各县辣椒地土壤重金属污染 *RI* 值来看,焉耆县、博湖县、和静县与和硕县 *RI* 平均值分别为15.91、23.00、17.14 和 19.23,均呈现为轻微生态风险态势。博湖县辣椒地潜在生态风险指数最高,焉耆县潜在生态风险指数最低。各县所有样点均属于轻微生态风险态势。

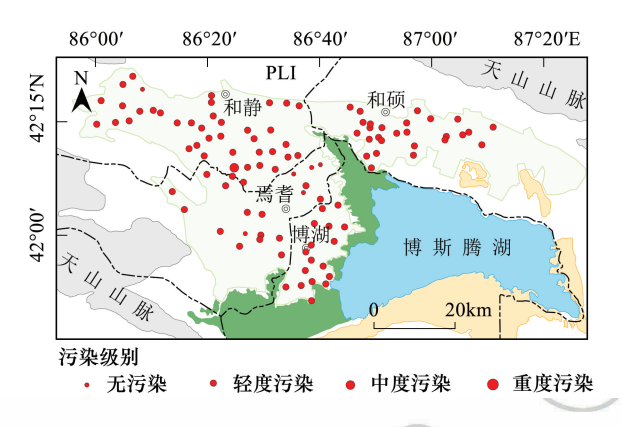


图 3　研究区农田土壤重金属 PLI 空间分布

Fig.3　Spatial distribution of PLI value of farmland soil heavy metal in study area

2.5　耕地土壤重金属污染的生态风险预警

生态风险预警评估源于生态风险评价,它更强调对生态系统可能存在风险的警示研究,不但具有污染评价方法定量的特点,还能通过定量评价值与警度内涵的关联,实现定性分析[24]。以国家土壤环境质量 II 级标准作参比值,进行焉耆盆地辣椒地土壤重金属污染生态风险预警评估。分析结果表明,研究区生态风险预警指数(I_{ER})的平均值为-4.78,属于无警级别,变化范围介于-5.62—-1.44 之间。按照生态风险预警等级划分标准,焉耆盆地辣椒地所有样品均属于无警态势。

表 7　不同生态风险级别样点数占样点总数的百分数/%

Table 7　Percentages of sites at different risk levels in the total sample sites/%

生态风险级别 Potential ecological risks	单项潜在生态风险指数 Individual ecological risk index							综合潜在生态风险指数 *RI* Potential ecological risk index *RI*
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
轻微生态风险 Light ecological risk	100	100	100	100	100	100	100	100
中等生态风险 Moderate ecological risk	0	0	0	0	0	0	0	0
较强生态风险 Highly ecological risk	0	0	0	0	0	0	0	0
很强生态风险 High ecological risk	0	0	0	0	0	0	0	0
极强生态风险 Serious ecological risk	0	0	0	0	0	0	0	0

从焉耆盆地各县辣椒地土壤重金属污染生态风险预警指数(I_{ER})来看,焉耆县、博湖县、和静县与和硕县 I_{ER} 平均值分别为-5.08、-4.50、-4.80 和-4.72,均呈现无警状态。博湖县辣椒地土壤重金属污染生态风险预警指数最高,焉耆县生态风险预警指数最低。各县所有样点生态风险预警指数均属于无警态势(表 8)。

从各样点生态风险预警指数(I_{ER})的空间分布情况可以看出(图 5),研究区生态风险预警指数的空间分布格局与研究区潜在生态风险指数(*RI*)以及污染负荷指数(PLI)的空间分布格局基本一致,呈现较明显的地带性分布规律。从研究区东部区域向研究区西部区域辣椒地重金属 *RI* 、PLI、I_{ER} 均呈现逐渐减少趋势。

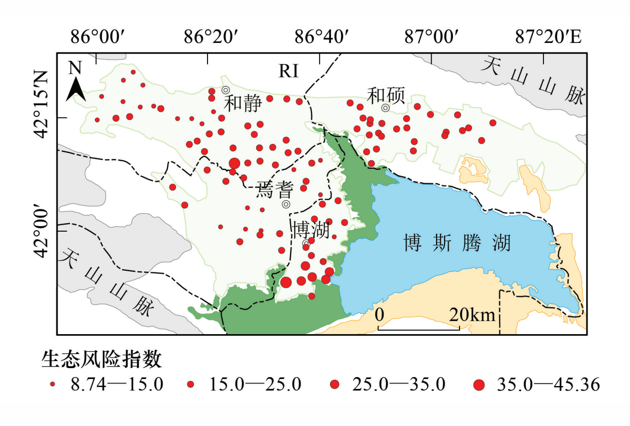


图 4　研究区农田土壤重金属 *RI* 空间分布

Fig.4　Spatial distribution of *RI* value of farmland soil heavy metal in study area

3　讨论

3.1　耕地土壤重金属来源解析

土壤中重金属元素的来源途径非常广泛,主要包括农业来源、工业来源、交通运输来源、土壤地球化学来源等。同一区域内相同类型重金属元素的来源途径可以是相同的,也可以是多途径的,相同来源的重金属元

表 8　不同预警级别样点数占样点总数的百分数/%

Table 8　Percentages of sites at different warning level in the total sample sites/%

预警级别 Warning level	焉耆县	博湖县	和静县	和硕县	焉耆盆地
无警 No warning	100	100	100	100	100
预警 Early warning	0	0	0	0	0
轻警 Light warning	0	0	0	0	0
中警 Moderate warning	0	0	0	0	0
重警 Serious warning	0	0	0	0	0

素间相关性一般较高,重金属元素间较高的相关关系说明元素间可能具有同源关系或者存在复合污染[25]。对焉耆盆地辣椒地土壤重金属含量相关分析与主成分分析结果来看,Cu、Mn 与 Ni 在 PC_1 上具有较大载荷,均大于 0.75。对照描述性统计结果,Cu、Mn 和 Ni 的平均值接近新疆土壤背景值,这些元素之间的相关性也较强($P<0.1$)。相关研究[26]认为,土壤中 Cu、Mn 和 Ni 等元素主要受地球化学成因影响,主要为地质来源。由此可以推出,研究区耕地土壤 Cu、Mn 和 Ni 一定程度上受到土壤地球化学作用和成土母质的控制。PC_2 上重金属 As 和 Pb 具有较高的载荷,As 和 Pb 平均含量与新疆土壤背景值差距较大,这说明研究区人类活动对农田土壤中 As 和 Pb 污染的影响较明显。现有研究表明,As 主要来源于农药和化肥等人类活动[27],农药和杀虫剂中含有 Pb[28],干旱区绿洲灌耕土对 Pb 的吸附能力很大[29]。可以看出,研究区农田土壤 As 和 Pb 主要受到人类活动的影响。PC_3 上重金属 Cd 和 Zn 具有较高的载荷,Cd 和 Zn 平均含量与新疆土壤环境背景值差距很大,表明人类活动对耕地土壤中 Cd 和 Zn 污染的影响较明显。相关研究表明,Cd 一般可作为施用农药、化肥和有机肥等农业活动的标识元素,农药中含有 Zn[28]。结合采样点实际情况,Cd、Pb、Zn 含量较高的采样的主要分布于研究区内人口密集的城镇周边的农田和交通主干道(国道 G30、南疆铁路线以及省道 S205、S306、S305)周边的农田。这些交通干道两侧耕地土壤重金属 Cd、Pb、Zn 很可能来自汽车轮胎和含铅汽油的燃烧和部分随飘散的在空气或通过干湿降尘沉积在公路两侧土壤[30-31]。因此,PC_3 在 PC_2 的基础上,进一步反映研究区农田土壤 As、Pb、Cd 和 Zn 等元素主要受到人类活动的影响。PC_4 上重金属 Cr 具有较高的载荷,考虑到 Cr 平均含量与新疆土壤环境背景值很接近,Cr 与 Mn、Ni 等自然源元素之间存在极显著相关性,Cr 来源很可能受成土母质、地球化学作用的影响。综合上述,焉耆盆地辣椒地土壤 As、Cd、Pb 与 Zn 等元素来源主要受到人类活动的影响,Cr、Cu、Mn 和 Ni 来源主要受到土壤地球化学作用的控制。

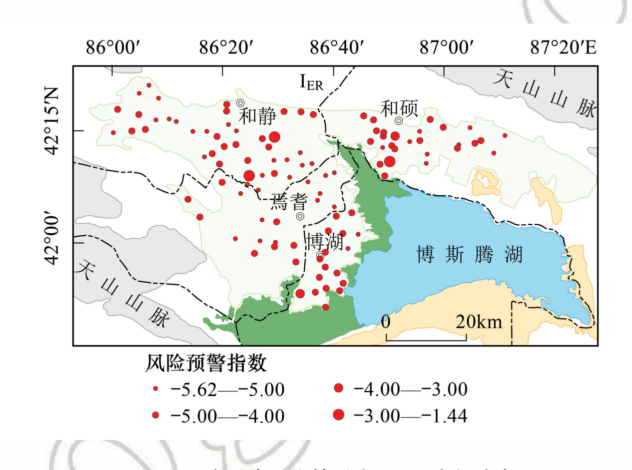


图 5　研究区农田土壤重金属 I_{ER} 空间分布

Fig.5　Spatial distribution of I_{ER} value of farmland soil heavy metal in study area

3.2　耕地土壤重金属污染及风险特征

本研究显示,焉耆盆地辣椒地土壤 Cd 含量在 84.76%样点超出背景值,形成较严重的 Cd 污染。从辣椒地土壤重金属生态风险评价结果来看,Cd 是研究区辣椒地土壤生态风险等级最高的重金属元素,对研究区土壤重金属污染负荷指数(PLI)、潜在生态风险指数(*RI*)和生态风险预警指数(I_{ER})的贡献非常大。相关研究表明[32],我国耕地土壤 Cd 含量不同程度地受到人为活动干扰,耕地土壤 Cd 总含量中约 56%来源于农业活动,耕地土壤 Cd 含量明显高出土壤背景值。Cd 是我国土壤污染面积最大,污染最突出的重金属污染元素[33]。随着我国工业的发展,由于农药与化肥的大量施用以及重金属大气沉降的日益增加,土壤中 Cd 的含量明显增加,土壤 Cd 污染状况越发严重,Cd 污染土壤的面积已达 $2\times10^5 km^2$,占耕地总面积的 1/6[34]。2014 年《全国土壤污染状况调查公报》[35]也显示,全国土壤总的点位超标率为 16.1%,其中轻微、轻度、中度和重度污染

点位比例分别为 11.2%、2.3%、1.5%和 1.1%。耕地土壤点位超标率为 19.4%，土壤 Pb、As、Cu、Pb、Cr 和 Zn 等无机污染物点位超标率分别为 7.0%、2.7%、2.1%、1.5%、1.1%和 0.9%，Cd 是耕地的主要污染物之一。吴洋等的研究表明[36]，广西都安县耕地土壤 Cd 超标率 70.6%，Cd 含量平均值超出《国家土壤环境质量标准》中Ⅱ级标准的 6.85 倍，Cd 对耕地土壤重金属污染生态风险贡献率达到 88%。郭朝晖等的研究表明[37]，湘江中下游耕地土壤 Cd 超标率 68.5%，Cd 含量平均值为 2.5mg/kg，超出国家土壤环境Ⅱ级标准的 6.85 倍。刘洪莲等的研究表明[38]，太湖地区耕地土壤重金属 Cd、Pb 污染严重，Cd 含量超出国家土壤环境Ⅱ级标准的 9.24 倍，污染很严重，已经不适于农产品的安全生产。赵筱青等的研究表明[39]，云南泚江流域耕地土壤 Cd 含量超出国家土壤环境Ⅱ级标准的 75.03 倍，耕地土壤 Cd 污染十分严重。李晓勇等的研究表明[40]，株洲市耕地土壤 Cd 含量平均值为 4.27mg/kg，超出国家土壤环境Ⅱ级标准的 8.05 倍。王爽等的研究表明[41]，陕西潼关农田土壤 Cd 超标率 57.1%，Cd 含量平均值超出国家土壤环境Ⅱ级标准的 1.7 倍。杨克燕等的研究表明[42]，都江堰市城区周边农田土壤重金属 Cd 含量平均值超出国家土壤环境Ⅱ级标准的 1.58 倍。叶嘉敏的研究表明[43]，鄱阳湖流域农田重金属 Cd 含量平均值超出国家土壤环境Ⅱ级标准的 2.22 倍，大部分农产品中的 Cd 超出安全基准值，且样品中 Cd 的目标致癌风险均超过了美国环保署推荐的可接受风险值和国际辐射防护委员会推荐的最大可接受风险值。

Cd 由于其自然背景值和国家标准中的限量低，富集程度非常高[44]，在污染评价中，对 PLI、*RI* 与 I_{ER}的影响也很突出，在一定程度上增加土壤重金属污染程度和污染范围。任华丽等[45]的研究表明，潜在生态风险指数法在土壤重金属的生态风险评价中，重金属元素的价态效应、环境条件不同所造成的生物效应差异和评价角度不同对重金属元素毒性系数确定的差异等都将影响重金属的评价结果，是重金属评价应用中要重点考虑和解决的问题。可知，由于 PLI、*RI* 与 I_{ER}突出单项污染指数最大的重金属元素对土壤环境质量的影响和作用，使其对土壤环境质量评价的灵敏性不够高，导致 Cd、Zn 与 Pb 等元素在研究区 PLI、*RI* 与 I_{ER}中占据了较大的比重，并没有完全反映重金属综合污染特征。

本研究结果表明，焉耆盆地辣椒地土壤 Cd 污染较突出。土壤中 Cd 除了其母质风化释放一部分外，主要来自于研究区各种人类活动。Cd 是毒性极强的重金属元素，对农作物生长和发育而言属于非必需的元素，Cd 污染导致植物根茎缩短，叶片干枯萎黄，降低营养元素吸收，减少叶绿素含量，扰乱水分平衡，导致细胞损伤，进而抑制植物生长[46-47]。Cd 在土壤-植物系统中的迁移直接影响到植物生长发育和生理生化特征，从而影响作物的产量和品质[48]。因此，焉耆盆地农业生产过程中必须做好辣椒地土壤重金属的污染防治工作，尤其要防范耕地土壤 Cd 的污染风险，科学利用耕地资源。

4 结论

（1）焉耆盆地辣椒地各种金属元素含量有一定的积累，表明人类活动对农田土壤中重金属含量具有一定的负面影响。Cd、Cr、Ni、Pb 和 Zn 含量的平均值分别超出新疆灌耕土背景值的 1.67、1.40、1.32、3.21、6.42 倍。

（2）焉耆盆地辣椒地重金属的单项污染指数反映的环境风险空间分布格局各不相同。Pb 和 Zn 属于重度污染，Cd、Cr 和 Ni 轻度污染，As、Mn 和 Cu 无污染。土壤 PLI 平均值为 1.40，呈现轻度污染。各重金属元素单项生态风险指数从大到小依次为：Cd、Ni、As、Cu、Pb、Cr 与 Zn。土壤 *RI* 平均值为 18.40，属于轻微生态风险。土壤 I_{ER}平均值为−4.78，属于无警态势。

（3）研究区土壤污染负荷指数（PLI）、潜在生态风险指数（*RI*）以及生态风险预警指数（I_{ER}）的空间分布格局基本一致，均呈现较明显的地带性分布规律。从研究区东部区域向研究区西部区域辣椒地重金属 *RI* 、PLI、I_{ER}均呈现逐渐减少趋势。博湖县 *RI* 、PLI、I_{ER}等级最高，焉耆县 *RI* 、PLI、I_{ER}等级最低。

（4）各重金属元素之间存在较强的相关性。Cr、Cu、Mn 与 Ni 主要受到土壤地球化学成因的控制，As、Cd、Pb 与 Zn 主要受到人类活动的影响。Cd 是生态风险等级最高的重金属元素，对研究区土壤 PLI、*RI* 和 I_{ER}的贡献非常大。研究区农业生产过程中必须要防范耕地土壤 Cd 的污染风险。

参考文献(References):

[1] Aswathanarayana U. Soil Resources and the Environment. Enfield: Science Publishers Inc., 1999.

[2] Yang P G, Mao R Z, Shao H B, Gao Y F. An investigation on the distribution of eight hazardous heavy metals in the suburban farmland of China. Journal of Hazardous Materials, 2009, 167(1/3): 1246-1251.

[3] 王美娥, 彭驰, 陈卫平. 宁夏干旱地区工业区对农田土壤重金属累积的影响. 环境科学, 2016, 37(9): 3532-3539.

[4] 李孝刚, 丁昌峰, 王兴祥. 重金属污染对红壤旱地小节肢类土壤动物群落结构的影响. 生态学报, 2014, 34(21): 6198-6204.

[5] 杨洋, 陈志鹏, 黎红亮, 廖柏寒, 曾清如. 两种农业种植模式对重金属土壤的修复潜力. 生态学报, 2016, 36(3): 688-695.

[6] Gray C W, McLaren R G, Roberts A H C, Condron L M. The effect of long-term phosphatic fertiliser applications on the amounts and forms of cadmium in soils under pasture in New Zealand. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1999, 54(3): 267-277.

[7] 麦麦提吐尔逊·艾则孜. 内陆河流域环境演变与生态安全. 北京: 北京理工大学出版社, 2016.

[8] 张兆永, 吉力力·阿不都外力, 姜逢清, 艾尼瓦尔·买买提. 艾比湖流域农田土壤重金属的环境风险及化学形态研究. 地理科学, 2015, 35(9): 1198-1206.

[9] 易治伍, 王灵, 钱翌, 孙静, 朱建雯. 乌鲁木齐市农田土壤重金属含量及评价. 干旱区资源与环境, 2009, 23(2): 150-154.

[10] 罗艳丽, 郑春霞, 蒋平安, 余艳华, 仵红鑫. 新疆奎屯垦区土壤重金属风险评价. 土壤通报, 2012, 43(5): 1247-1252.

[11] 娄长安, 潘能, 文雯, 冶军, 侯振安. 石河子垦区农田土壤重金属含量与风险评价. 石河子大学学报: 自然科学版, 2013, 31(5): 541-548.

[12] 宋文胜, 袁丰年, 张新贵. 新疆制干加工辣椒产业概况及发展趋势. 辣椒杂志, 2010, 8(3): 5-8.

[13] Mamat Z, Yimit H, Aji R, Eziz M. Source identification and hazardous risk delineation of heavy metal contamination in Yanqi Basin, northwest China. Science of the Total Environment, 2014, 493: 1098-1111.

[14] 中华人民共和国农业部. NY/T 395—2000 农田土壤环境质量监测技术规范. 北京: 中国标准出版社, 2000.

[15] 国家环境保护总局. HJ/T 166—2004 土壤环境监测技术规范. 北京: 中国标准出版社, 2004.

[16] 郑国璋. 农业土壤重金属污染研究的理论与实践. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.

[17] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, Jeffrey D W. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 1980, 33(1/4): 566-575.

[18] 国家环境保护局, 国家技术监督局. GB 15618—1995 土壤环境质量标准. 北京: 中国标准出版社, 2006.

[19] Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.

[20] 方晰, 唐志娟, 田大伦, 项文化, 孙伟军. 长沙城市森林土壤 7 种重金属含量特征及其潜在生态风险. 生态学报, 2012, 32(23): 7595-7606.

[21] Rapant S, Kordík J. An environmental risk assessment map of the Slovak Republic: application of data from geochemical atlases. Environmental Geology, 2003, 44(4): 400-407.

[22] 雷国建, 陈志良, 刘千钧, 彭晓春, 蒋晓璐, 欧英娟, 周鼎, 李方鸿. 广州郊区土壤重金属污染程度及潜在生态危害评价. 中国环境科学, 2013, 33(S1): 49-53.

[23] 陈秀端, 卢新卫, 赵彩凤, 罗大成. 西安市二环内表层土壤重金属空间分布特征. 地理学报, 2011, 66(9): 1281-1288.

[24] 王军, 陈振楼, 王初, 叶明武, 沈静, 聂智凌. 上海崇明岛蔬菜地土壤重金属含量与生态风险预警评估. 环境科学, 2007, 28(3): 647-653.

[25] 秦鱼生, 喻华, 冯文强, 王正银, 涂仕华. 成都平原北部水稻土重金属含量状况及其潜在生态风险评价. 生态学报, 2013, 33(19): 6335-6344.

[26] Borůvka L, Vacek O, Jehlička J. Principal component analysis as a tool to indicate the origin of potentially toxic elements in soils. Geoderma, 2005, 128(3/4): 289-300.

[27] Cai L M, Xu Z C, Ren M Z, Guo Q W, Hu X B, Hu G C, Wan H F, Peng P A. Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2012, 78: 2-8.

[28] Filzek P D B, Spurgeon D J, Broll G, Svendsen C, Hankard P K, Kammenga J E, Donker M H, Weeks J M. Pedological characterisation of sites along a transect from a primary cadmium/lead/zinc smelting works. Ecotoxicology, 2004, 13(8): 725-737.

[29] 胡小娜, 南忠仁, 王胜利, 黄璜, 胡志远. 干旱区绿洲灌漠土 Cu、Zn 和 Pb 的吸附解吸特征. 生态环境学报, 2009, 18(6): 2183-2188.

[30] 崔德杰, 张玉龙. 土壤重金属污染现状与修复技术研究进展. 土壤通报, 2004, 35(3): 366-370.

[31] 李涛, 李灿阳, 俞丹娜, 张加勇, 郑荣泉. 交通要道重金属污染对农田土壤动物群落结构及空间分布的影响. 生态学报, 2010, 30(18): 5001-5011.

[32] Luo L, Ma Y B, Zhang S Z, Wei D P, Zhu Y G. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. Journal of Environmental Management, 2009, 90(8): 2524-2530.

[33] 顾继光, 林秋奇, 胡韧, 诸葛玉平, 周启星. 土壤-植物系统中重金属污染的治理途径及其研究展望. 土壤通报, 2005, 36(1): 128-133.

[34] 李玉浸. 集约化农业的环境问题与对策. 北京: 中国农业科技出版社, 2001.

[35] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报. 北京: 环境保护部, 2014.

[36] 吴洋, 杨军, 周小勇, 雷梅, 高定, 乔鹏炜, 杜国栋. 广西都安县耕地土壤重金属污染风险评价. 环境科学, 2015, 36(8): 2964-2971.

[37] 郭朝晖, 肖细元, 陈同斌, 廖晓勇, 宋杰, 武斌. 湘江中下游农田土壤和蔬菜的重金属污染. 地理学报, 2008, 63(1): 3-11.

[38] 刘洪莲, 李艳慧, 李恋卿, 金亮, 潘根兴. 太湖地区某地农田土壤及农产品中重金属污染及风险评价. 安全与环境学报, 2006, 6(5): 60-63.

[39] 赵筱青, 李丽娇, 杨红辉, 谈树成. 云南泚江流域农田土壤重金属 Pb、Zn、Cd、As 的地球化学特征. 地球学报, 2012, 33(3): 331-340.

[40] 李晓勇, 陈肖胤. 株洲市农田土壤重金属污染特征及风险评价. 桂林理工大学学报, 2016, 36(3): 545-549.

[41] 王爽, 李荣华, 张增强, 冯静, 沈锋. 陕西潼关农田土壤及农作物重金属污染及潜在风险. 中国环境科学, 2014, 34(9): 2313-2320.

[42] 杨克燕, 熊伟, 罗阳, 杨亮, 张力. 都江堰市城区周边农田土壤重金属污染状况分析与评价. 中国环境监测, 2011, 27(5): 10-16.

[43] 叶嘉敏, 余厚平, 简敏菲, 魏佳瑶, 吴敏然. 鄱阳湖流域农田重金属污染的生态风险评估. 江西师范大学学报: 自然科学版, 2016, 40(4): 429-436.

[44] 朱程, 马陶武, 周科, 刘佳, 彭巾英, 任博. 湘西河流表层沉积物重金属污染特征及其潜在生态毒性风险. 生态学报, 2010, 30(15): 3982-3993.

[45] 任华丽, 崔保山, 白军红, 董世魁, 胡波, 赵慧. 哈尼梯田湿地核心区水稻土重金属分布与潜在的生态风险. 生态学报, 2008, 28(4): 1625-1634.

[46] Lin L, Zhou W H, Dai H X, Cao F B, Zhang G P, Wu F B. Selenium reduces cadmium uptake and mitigates cadmium toxicity in rice. Journal of Hazardous Materials, 2012, 235-236: 343-351.

[47] 王晓娟, 王文斌, 杨龙, 金樑, 宋瑜, 姜少俊, 秦兰兰. 重金属镉(Cd)在植物体内的转运途径及其调控机制. 生态学报, 2015, 35(23): 7921-7929.

[48] 蔡楠, 肖青青, 许振成, 叶志鸿, 黄建洪, 陈晓燕, 陈婵. 基于土壤-农作物迁移途径重金属镉化学形态研究. 中国环境科学, 2013, 33(S1): 13-18.